

# Sobrevivência e crescimento de espécies nativas do Cerrado após semeadura direta na recuperação de pastagem abandonada

## Survival and growth of Cerrado native species after direct sowing in abandoned pasture recovery

Maria Cristina de Oliveira<sup>1</sup>, Jussara Barbosa Leite<sup>1</sup>, Olga Porto da Silva Galdino<sup>1</sup>, Roberto Shojirou Ogata<sup>2</sup>, Dulce Alves da Silva<sup>3</sup>, José Felipe Ribeiro<sup>4</sup>

1 Universidade de Brasília, Faculdade UnB Planaltina, Brasília, DF, Brazil

2 Projeto Biomas – Componente Cerrado, Brasília, DF, Brazil

3 Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia, Brasília, DF, Brazil

4 Embrapa Cerrados, Brasília, DF, Brazil

Corresponding author: Maria Cristina de Oliveira (mcrisoliveira@unb.br)

Academic editor: A.M. Leal-Zanchet | Received 20 August 2018 | Accepted 31 March 2019 | Published 9 October 2019

Citation: de Oliveira MC, Leite JB, da Silva Galdino OP, Ogata RS, da Silva DA, Ribeiro JF (2019) Sobrevivência e crescimento de espécies nativas do Cerrado após semeadura direta na recuperação de pastagem abandonada. Neotropical Biology and Conservation 14(3): 313–327. <https://doi.org/10.3897/neotropical.14.e38290>

### Resumo

Considerando que estudos sobre a sobrevivência e o crescimento das espécies nativas via semeadura direta nas savanas brasileiras ainda são escassos, este trabalho acrescenta informações para essa técnica com 36 espécies arbóreas nativas do bioma Cerrado com relação a emergência, sobrevivência e crescimento no campo ao longo de três anos. Assim, 11.550 sementes foram semeadas em 2.520 covas, espaçadas 1 × 1 m, em duas áreas de 5.000 m<sup>2</sup> cada, em área de pastagem abandonada em solo do tipo Neossolo Regolítico na Fazenda Entre Rios, Distrito Federal, Brasil. Cada cova recebeu de duas a dez sementes de uma espécie, sem qualquer tratamento de quebra de dormência. A taxa de emergência foi avaliada após 120 dias, e a sobrevivência das emergentes após um, dois e três anos. Além disso, seu crescimento em altura foi avaliado após três anos. Das 36 espécies, quatro apresentaram entre 10% e 20% de emergência e quatro (*Copaifera langsdorffii*, *Hymenaea courbaril*, *Eugenia dysenterica* e *Stryphnodendron adstringens*) acima de 20% e sobrevivência >80%, após um ano. Nesse mesmo período, 24 das espécies testadas apresentaram taxa de sobrevivência >60%. No geral, a taxa média de sobrevivência dos indivíduos nos três anos foi baixa (53%). Devido ao típico crescimento lento em altura



observado para os indivíduos das espécies de Cerrado consideradas (média de 10,8 cm em três anos), na recuperação de áreas similares é importante também levar em conta o plantio de outras formas de vida (herbáceas e arbustivas) de espécies nativas, talvez até em densidades mais elevadas, para ocupar mais rapidamente o solo e assim buscar competir com as gramíneas exóticas.

### Abstract

Considering that studies on the survival and growth of native species via direct seeding in Brazilian savannas are still scarce, the present work adds information for this technique with 36 native tree species of the Cerrado biome in relation to emergence, survival and growth in the field over three years. Thus, 11,550 seeds were sown in 2,520 pits, spaced 1×1 m, in two areas of 5,000 m<sup>2</sup> each, in an abandoned pasture area on a Neossolo Regolítico soil at Fazenda Entre Rios, Federal District, in central Brazil, to evaluate emergence, survival and growth. Each pit received from two to ten seeds of a species, without any treatment of dormancy breaking. The emergency rate was evaluated after 120 days, and the survival of the emergents after one, two and three years. In addition, its height growth was evaluated after three years. Of the 36 species, four presented between 10% and 20% emergence and four (*Copaifera langsdorffii*, *Hymenaea courbaril*, *Eugenia dysenterica* and *Stryphnodendron adstringens*) above 20% and survival >80% after one year. In this same period, 24 of the tested species presented survival rate >60%. In general, the average survival rate of individuals in the three years was low (53%). Due to the typical slow growth in height of the individuals of the Cerrado species considered (average of 10.8 cm in three years), in the recovery of similar areas, it is also important to consider the planting of other forms of life (herbaceous and shrub) of native species, perhaps even at higher densities, to occupy the soil more quickly and thus seek to compete with exotic grasses.

### Palavras-chave

bioma Cerrado, diásporo, restauração ecológica

### Keywords

Cerrado biome, diaspore, ecological restoration

## Introdução

Localizadas em extensas regiões nos trópicos e internacionalmente conhecidas como Biomas Tropicais Graminosos, fisionomias campestres e savânicas ocupam 20% da superfície terrestre (Scholes e Archer 1997). Esses autores destacam, portanto, que um quinto da população mundial recebe serviços ecossistêmicos proporcionados por essas fisionomias, como, por exemplo, a manutenção de recursos hídricos e armazenamento de carbono, conforme mencionado por Honda e Durigan (2016). Infelizmente, a despeito do crescente reconhecimento do valor dessas áreas em escala global, esses ecossistemas têm sido degradados em consequência de atividades humanas (Parr et al. 2014). Sendo assim, é crescente e desafiadora a necessidade da conservação e restauração de biomas tropicais graminosos no planeta.

No bioma Cerrado, o representante dos biomas tropicais graminosos no Brasil, a realidade não é diferente. Atualmente, cerca de 46% da área total já foi alterada por mudanças no uso do solo para formação de pastagem, agricultura e expansão urbana, determinando assim as maiores ameaças a esse bioma (MMA 2015). Esse



estudo destaca que as duas classes mais representativas de mudanças no uso da terra, pastagens plantadas e cultivos agrícolas, têm ocupado 29,5 e 11,6% do Cerrado, respectivamente. Essas atividades têm proporcionado redução em extensão das fisionomias campestres e as savânicas por meio da introdução de espécies exóticas, além de contribuir para o aumento da fragilidade dos ambientes naturais remanescentes (Pivello et al. 1999; Durigan et al. 2007).

Ecossistemas naturais apresentam diferentes estratégias de reprodução que possibilitam superar os efeitos da degradação. Nas fisionomias savânicas e campestres do bioma Cerrado, o potencial de regeneração da vegetação está mais relacionado à presença de estruturas subterrâneas que permitam a rebrota do que com o recrutamento por dispersão de sementes (Durigan et al. 2011). Em áreas modificadas para agricultura ou mesmo pastagens de alta tecnologia, que utilizam manejo com revolvimento frequente do solo a cada ano, geralmente ocorre a remoção de órgãos subterrâneos remanescentes da vegetação natural. Como o processo de regeneração natural nesse bioma pode acontecer pela presença e capacidade de rebrota das espécies nativas, a sua retirada dificulta o processo de regeneração natural da área, de modo que a recuperação da vegetação passa a depender fontes externas, ou seja, do plantio de espécies nativas (Durigan 2003).

Outro grande desafio é o fato de que essas áreas, quando mal manejadas ou mesmo abandonadas, são dominadas por gramíneas africanas, como a braquiária, capim-gordura, andropogon, além de outras espécies utilizadas para o pastejo do gado. Pelos obstáculos criados para a germinação de sementes e para o estabelecimento de plântulas de espécies nativas, Martins et al. (2008) e Cava et al. (2016) apontam a eliminação das gramíneas invasoras, como uma das principais dificuldades no processo de restauração. Para Bocchese et al. (2008) e Pilon e Durigan (2013), a presença de gramíneas exóticas agem como inibidor da regeneração natural, restringindo o restabelecimento das plantas nativas.

No bioma Cerrado, espécies florestais são frequentemente empregadas para restaurar áreas originalmente cobertas por fisionomias savânicas e campestres (Pellizzaro et al. 2017). Além de serem melhor estudadas, as espécies florestais são relativamente mais fáceis de cultivar, produzem mais sementes e possuem crescimento relativo mais rápido do que as espécies arbóreas savânicas (Durigan 2013). Entretanto, sabe-se que a maioria das espécies graminóides dos ambientes savânicos e campestres não tolera sombra (Cabin et al. 2002). Assim, na prática, espécies florestais com crescimento mais rápido, possibilitariam, em menor espaço de tempo, a eliminação das gramíneas exóticas por sombreamento, facilitando assim o processo de restauração da área. Todavia, essa prática não é apropriada para restauração de ambientes savânicos e campestres (Veldman et al. 2015), já que originalmente essas são formações compostas de aproximadamente 90% de espécies arbustivas e herbáceas (Mendonça et al. 2008), que, juntas, compõem a estrutura, função e diversidade desses locais (Bond e Parr 2010). No entanto, a restauração de savanas e campos considerando espécies com hábitos arbustivos e herbáceos ainda é rara no bioma Cerrado (Overbeck et al. 2013; Aires et al. 2014; Pellizzaro et al. 2017).



Apesar de diminuir custos em até 40% com redução de mão de obra e viveiro, a semeadura direta ainda apresenta a limitação de prorrogar o tempo de competição com plantas invasoras. Essa prorrogação acontece devido ao desenvolvimento mais lento das formas de vida das espécies nativas que assim permanecem no nível do estrato herbáceo por mais tempo (Riginos 2009), à mortalidade das sementes e plântulas por dessecação com às maiores temperaturas em áreas abertas, ou mesmo à predação de sementes (Engel e Parrotta 2001; Sankaran et al. 2008).

Nesse contexto, o presente estudo teve por objetivo avaliar o sucesso de emergência, sobrevivência e crescimento de 36 espécies nativas arbóreas do bioma Cerrado semeadas em microsítios favoráveis em um tipo de solo, visando sua indicação em plantios de restauração por semeadura direta para o bioma.

## Material e métodos

### Área de estudo

O experimento foi realizado em duas áreas de pastagem abandonada em Neossolo Regolítico na Fazenda Entre Rios (15°57'30"S; 47°27'26"W) localizada na rodovia DF 120, Paranoá, Distrito Federal, Brasil. Originalmente, as áreas eram cobertas por Campo Sujo e posteriormente foram convertidas em pastagens. Essas práticas foram suspensas dois anos antes do início da instalação do presente estudo. As áreas estavam praticamente dominadas pela gramínea exótica *Urochloa decumbens* (Stapf) R. D. Webster (braquiária) (aproximadamente 100% de cobertura e altura média de 40 cm) (observação pessoal). A paisagem geral da fazenda é caracterizada pelo mosaico de áreas agrícolas, pastagens e fragmentos de remanescentes de Cerrado sensu stricto e de Matas Galeria.

O clima da região é do tipo Aw, segundo a classificação de Köppen-Geiger, com verão chuvoso e inverno seco e frio. A temperatura média anual é de 21 °C, com média máxima de 22 °C em setembro e média mínima de 18 °C em julho e média de precipitação de 1.500 mm (INMET 2018). No local de estudo, de acordo com dados de uma estação meteorológica, a média de precipitação durante o período avaliado foi de 1.039 mm no ano de 2014, 859 mm em 2015 e 972 mm em 2016.

### Desenho experimental

As espécies foram escolhidas em função da sua ocorrência natural nas fitofisionomias próximas da área a ser restaurada corroboradas pelas indicações oferecidas pelo site do WebAmbiente ([www.webambiente.org.br](http://www.webambiente.org.br)). As sementes/propágulos foram coletadas ao longo do ano de 2013 em áreas naturais localizadas relativamente próximas ao local de estudo (raio de 200 Km), ao longo de aproximadamente um ano, dependendo da fenologia de cada uma das 36 espécies arbóreas selecionadas (Tabela 1). A identificação dos táxons foi realizada no campo, e depois por comparação em herbário. A grafia referente aos nomes científicos das espécies foi



**Tabela 1.** Espécies arbóreas nativas do bioma Cerrado utilizadas na semeadura direta realizada em duas áreas de pastagem abandonada em Neossolo Regolítico na Fazenda Entre Rios, Distrito Federal, Brasil.

Família	Espécie	Mês de coleta	Semente/ cova	Semente/ área
Anacardiaceae	<i>Astronium fraxinifolium</i> Schott	Setembro	3	210
	<i>Schinopsis brasiliensis</i> Engl.	Outubro	10	700
	<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão	Setembro	5	350
Annonaceae	<i>Annona crassiflora</i> Mart.	Março	4	280
Apocynaceae	<i>Hancornia speciosa</i> Gomes	Setembro	10	700
Arecaceae	<i>Acrocomia aculeata</i> (Jacq.) Lodd ex Mart.	Setembro	2	140
	<i>Syagrus oleracea</i> (Mart.) Becc.	Setembro	2	140
	<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	Setembro	2	140
Bignoniaceae	<i>Cybistax antisiphylitica</i> (Mart.) Mart.	Julho	4	280
	<i>Handroanthus serratifolius</i> (Vahl) S.Grose	Janeiro	3	210
	<i>Tabebuia aurea</i> (Silva Manso) Benth. & Hook.f ex S. Moore	Setembro	3	210
Boraginaceae	<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arráb. ex Steud.	Setembro	3	210
Calophyllaceae	<i>Kielmeyera coriacea</i> Mart. & Zucc.	Setembro	3	210
Caryocaraceae	<i>Caryocar brasiliense</i> Cambess.	Dezembro	2	140
Combretaceae	<i>Terminalia argentea</i> Mart.	Setembro	5	350
Fabaceae	<i>Albizia niopoides</i> (Spruce ex Benth.) Burkart	Setembro	5	350
	<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	Setembro	3	210
	<i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth	Agosto	10	700
	<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	Outubro	3	210
	<i>Dalbergia miscolobium</i> Benth.	Julho	4	280
	<i>Dimorphandra mollis</i> Benth.	Agosto	10	700
	<i>Dipteryx alata</i> Vogel	Outubro	3	210
	<i>Hymenaea courbaril</i> L.	Setembro	2	140
	<i>Inga cylindrica</i> (Vell.) Mart.	Setembro	3	210
	<i>Jacaranda cuspidifolia</i> Mart.	Agosto	4	280
	<i>Plathymenia reticulata</i> Benth.	Dezembro	3	210
	<i>Stryphnodendron adstringens</i> (Mart.) Coville	Agosto	10	700
	<i>Eriotheca pubescens</i> (Mart. & Zucc.) Schott & Endl.	Novembro	2	140
Malvaceae	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	Agosto	10	700
Meliaceae	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	Julho	4	280
Myrtaceae	<i>Eugenia dysenterica</i> (Mart.) DC.	Setembro	3	210
Polygonaceae	<i>Triplaris gardneriana</i> Wedd.	Agosto	4	280
Rubiaceae	<i>Alibertia edulis</i> (Rich.) A. Rich	Janeiro	10	700
	<i>Genipa americana</i> L.	Março	3	210
Solanaceae	<i>Solanum lycocarpum</i> A.St.-Hil.	Setembro	5	350
Vochysiaceae	<i>Qualea grandiflora</i> Mart.	Setembro	3	210

conferida e corrigida com base na Lista de Espécies da Flora do Brasil (Flora do Brasil 2020 em construção).

Após a coleta dos propágulos, estes foram processados de acordo com a característica da espécie e como descrito em Oliveira et al. (2016). As sementes foram estocadas em sacos de papel e depositadas em câmara fria até a semeadura,



exceto para *Eugenia dysenterica* (Mart.) DC. que foi semeada 30 dias após coleta. Não foi realizado qualquer tratamento de quebra de dormência nas sementes das espécies. Para comparação com a emergência no campo, lotes foram germinados em laboratório para avaliar a germinabilidade em 28 das 36 espécies que foram levadas para o campo. Foram elaboradas quatro réplicas de 25 sementes, utilizando-se placas de Petri com papel filtro. A temperatura utilizada foi de 25 °C e o fotoperíodo foi de 12 h de luz branca em câmara de germinação tipo B.O.D. no Laboratório de Sementes da Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia no Distrito Federal.

A semeadura direta manual com 36 espécies foi realizada no início da época chuvosa do ano de 2013 (dezembro), nas duas áreas, 100×50 m (5.000 m<sup>2</sup>), cada, localizadas em locais relativamente inclinados (10%). Antes da instalação do experimento não foi realizado qualquer tratamento de eliminação da invasora nas áreas. Em cada área foram feitas manualmente covas (0,30 cm de diâmetro e 5 cm de profundidade), espaçadas em 1×1 m, em grupos de 36 espécies, totalizando 70 covas para cada espécie e 2.520 covas por área (Fig. 1). Em cada cova foi adicionado 100g de substrato comercial a base de casca de *Pinus* sp. composta (Plantmax®), buscando criar micro-sítio mais favorável para a germinação e desenvolvimento inicial. Cada cova recebeu de 2 a 10 sementes de uma espécie, dependendo da sua dificuldade natural de germinação, totalizando 11.550 sementes (Tabela 1).

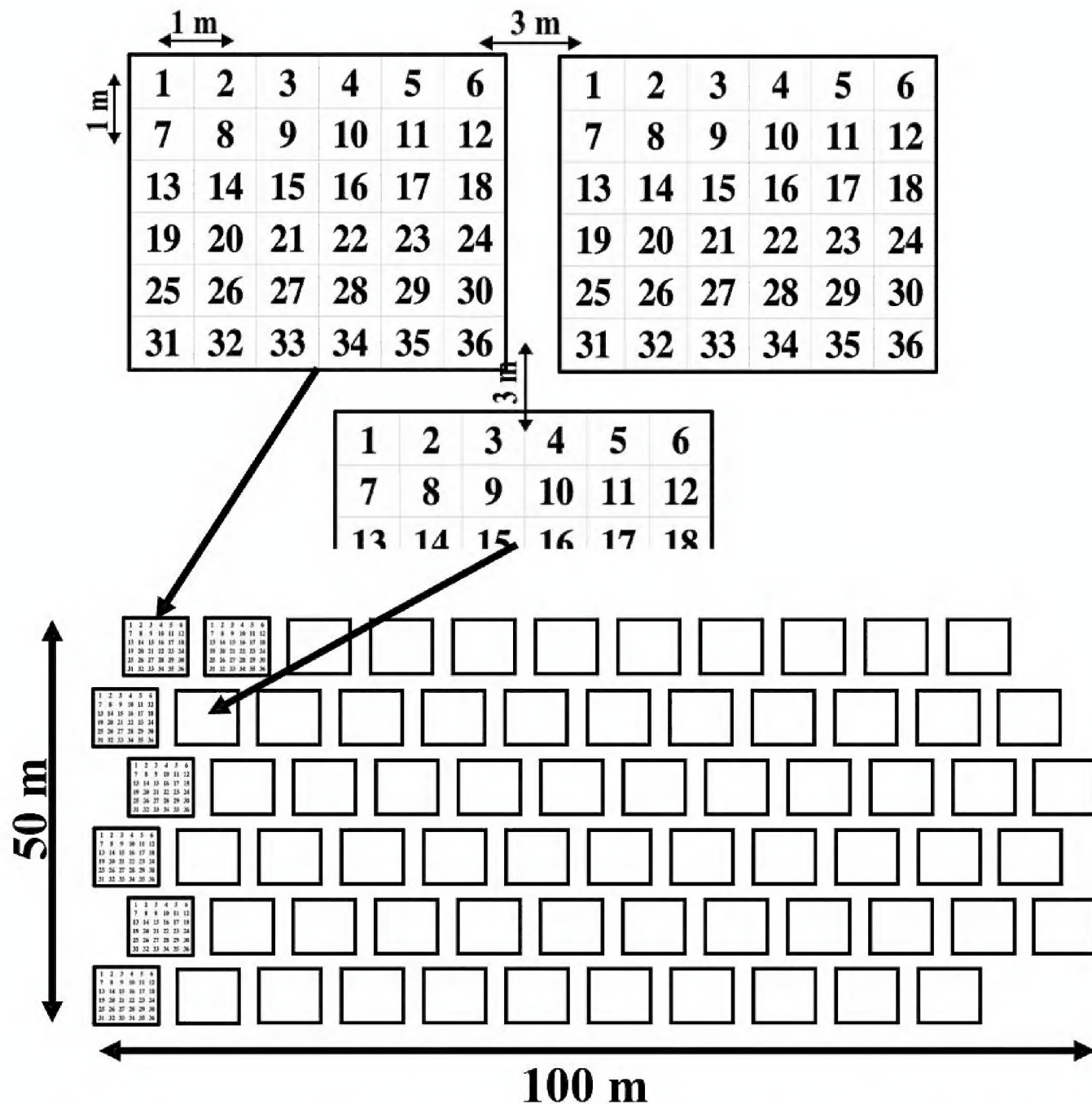
### Coleta de dados

O senso de emergência de plantas foi feito 120 dias (março/2014) após a semeadura (fim da estação chuvosa) e o de sobrevivência após 1 ano (novembro/2014), 2 anos (novembro/2015) e 3 anos (novembro/2016) e de crescimento em altura após 3 anos (novembro/2016).

### Emergência, sobrevivência e crescimento no campo

No campo, a emergência foi definida pelo número de plântulas observadas 120 dias após a semeadura dividido pelo número de sementes semeadas. A taxa de sobrevivência desses emergentes para o primeiro ano foi calculada comparando o número de plantas que sobreviveram 12 meses após semeadura dividida pelo número de plântulas que emergiram. A sobrevivência para o segundo ano foi calculada comparando o número de plantas que estavam vivas após 24 meses dividida pelo número de plântulas que emergiram aos 120 dias. Finalmente, o cálculo da taxa de sobrevivência para o terceiro ano, foi calculada comparando o número de plantas que estavam vivas após 36 meses dividida pelo número de plântulas que emergiram aos 120 dias. A altura dos indivíduos foi medida utilizando régua graduada em milímetros, partindo-se da base do caule até a gema apical. Para as palmeiras a altura foi verificada medindo-se o tamanho da folha.





**Figura 1.** Esquema da distribuição das sementes das 36 espécies testadas na semeadura direta em duas áreas (100 × 50 m cada) de pastagem abandonada em Neossolo Regolítico na Fazenda Entre Rios, Distrito Federal, Brasil. Os números de 1 a 36 representam a posição das espécies em cada bloco, sendo 1 – *Alibertia edulis*; 2 – *Bowdichia virgilioides*; 3 – *Dimorphandra mollis*; 4 – *Guazuma ulmifolia*; 5 – *Hancornia speciosa*; 6 – *Schinopsis brasiliensis*; 7 – *Stryphnodendron adstringens*; 8 – *Albizia niopoides*; 9 – *Inga cylindrica*; 10 – *Anadenanthera colubrina*; 11 – *Annona crassiflora*; 12 – *Astronium fraxinifolium*; 13 – *Caryocar brasiliense*; 14 – *Cedrela fissilis*; 15 – *Copaifera langsdorffii*; 16 – *Cordia trichotoma*; 17 – *Cybistax antisiphylitica*; 18 – *Dalbergia miscolobium*; 19 – *Dipteryx alata*; 20 – *Eugenia dysenterica*; 21 – *Genipa americana*; 22 – *Handroanthus serratifolius*; 23 – *Hymenaea courbaril*; 24 – *Hymenaea courbaril*; 25 – *Kielmeyera coriacea*; 26 – *Syagrus romanzoffiana*; 27 – *Myracrodruon urundeuva*; 28 – *Plathymenia reticulata*; 29 – *Qualea grandiflora*; 30 – *Tabebuia aurea*; 31 – *Terminalia argentea*; 32 – *Triplaris gardneriana*; 33 – *Solanum lycocarpum*; 34 – *Acrocomia aculeata*; 35 – *Eriotheca pubescens*; 36 – *Syagrus oleracea*.

### Manutenção do experimento

Após implantação do experimento no campo não foi realizada qualquer irrigação artificial, nem desbaste de plantas competidoras e ervas daninhas. Apenas nos dois primeiros anos foi realizado tratamento de combate a formigas nas áreas.



## Resultados

Das 28 espécies testadas, apenas 8 não germinaram em laboratório, mas, destas, 7 foram observadas com plântulas nas condições de campo (Tabela 2). Não germinaram nestas condições *Alibertia edulis* (Rich.) A. Rich, *Anadenanthera colubrina* (Vell.) Brenan, *Dalbergia miscolobium* Benth., *E. dysenterica*, *Genipa americana* L., *Guazuma ulmifolia* Lam., *Hancornia speciosa* Gomes e *Myracrodruon urundeuva* Allemão (Tabela 2). A maioria das espécies testadas apresentaram altas taxas de germinação no laboratório, mas baixas taxas de emergência no campo.

Após 120 dias, das 23.100 sementes e 36 espécies semeadas no início da estação chuvosa em duas áreas (10.000 m<sup>2</sup>), foram registradas no campo 1.993 plântulas.ha<sup>-1</sup> (8,6%) pertencentes a 34 espécies arbóreas. Destas, 26 espécies apresentaram porcentagens de emergência menores que 10% e quatro apresentaram taxa entre 10% e 20%. Por outro lado, as espécies *Copaifera langsdorffii* Desf., *E. dysenterica*, *Hymenaea courbaril* L. e *Stryphnodendron adstringens* (Mart.) Coville apresentaram porcentagem de emergência >20% e, após um ano, sobrevivência >80%. As espécies *Acrocomia aculeata* (Jacq.) Lodd ex Mart. e *G. ulmifolia* não foram registradas com indivíduos no campo (Tabela 2).

Após o primeiro ano, 24 das espécies testadas apresentaram taxa de sobrevivência >60% (Tabela 2). Destas, 12 espécies praticamente mantiveram taxas altas de sobrevivência ao longo dos três anos (>70%). Neste grupo observa-se *A. edulis*, *Astronium fraxinifolium* Schott, *Bowdichia virgilioides* Kunth, *Caryocar brasiliense* Cambess., *C. langsdorffii*, *Cybistax antisiphylitica* (Mart.) Mart., *Dipteryx alata* Vogel, *E. dysenterica*, *H. courbaril*, *Qualea grandiflora* Mart., *S. adstringens* e *Syagrus oleracea* (Mart.) Becc. (Tabela 2).

Por outro lado, *Albizia niopoides* (Spruce ex Benth.) Burkart, *A. colubrina*, *Dimorphandra mollis* Benth., *Eriotheca pubescens* (Mart. & Zucc.) Schott & Endl., *H. speciosa*, *Inga cylindrica* (Vell.) Mart., *Kielmeyera coriacea* Mart. & Zucc., *M. urundeuva*, *Plathymenia reticulata* Benth., *Schinopsis brasiliensis* ENGL., *Tabebuia aurea* (Silva Manso) Benth. & Hook.f ex S. Moore e *Terminalia argentea* Mart. apresentaram altas taxas de sobrevivência, mas com significativa redução ao longo dos três anos (Tabela 2).

No geral, as taxas de sobrevivência médias verificadas ao longo do 1º, 2º e 3º anos (64,3%, 48,7% e 44,7%, respectivamente) indicaram maior queda principalmente do 1º para o 2º ano.

Após três anos, praticamente todos os indivíduos apresentaram baixo crescimento em altura, com média de 10,8 cm (Tabela 2). As espécies *S. oleracea*, *C. brasiliense*, *P. reticulata* e *H. courbaril* foram aquelas que apresentaram indivíduos mais altos (Tabela 2).

## Discussão

A técnica de semeadura direta tem se mostrado eficaz na restauração da composição de espécies arbustivas, arbóreas e herbáceas (Knight et al. 1998; Engel e Parrotta 2001; Silva et al. 2015; Pellizzaro et al. 2017), principalmente em regiões



**Tabela 2.** Espécies, número total de sementes (N), germinabilidade média das sementes em laboratório (GL); média de plântulas emergentes após 120 dias; porcentagem média da sobrevivência em 1 ano, 2 anos e 3 anos; altura média  $\pm$  desvio padrão após 3 anos da semeadura direta em duas áreas de pastagem abandonada em Neossolo Regolítico na Fazenda Entre Rios, Distrito Federal – Brasil. si – sem informação. <sup>a</sup> Lote com sementes predadas. <sup>b</sup> Lote com sementes fermentadas.

Espécies	N	GL (%)	Emergência 120 dias (%)	Sobrevivência 1 ano (%)	Sobrevivência 2 anos (%)	Sobrevivência 3 anos (%)	Altura 3 anos (cm)
<i>Acrocomia aculeata</i>	140	si	0,0	0,0	0,0	0,0	si
<i>Albizia hasslerii</i>	350	81,0	12,7	60,5	22,3	11,2	6,3 $\pm$ 4,3
<i>Alibertia edulis</i>	700	0,0	7,9	83,5	80,6	78,5	4,7 $\pm$ 2,5
<i>Anadenanthera colubrina</i>	210	0,0	3,3	66,7	14,6	14,6	3,7 $\pm$ 2,3
<i>Annona crassiflora</i>	280	35,0	0,2	0,0	0,0	0,0	6,0 $\pm$ 3,0
<i>Astronium fraxinifolium</i>	210	83,0	16,2	94,1	79,3	75,2	9,7 $\pm$ 4,8
<i>Bowdichia virgilioides</i>	700	4,0	6,4	94,1	83,2	83,2	8,9 $\pm$ 3,8
<i>Caryocar brasiliense</i>	140	4,0	2,9	100	100	100	25,8 $\pm$ 10,3
<i>Cedrela fissilis</i>	280	58,0	3,4	21,1	0,0	0,0	si
<i>Copaifera langsdorffii</i>	210	98,0	21,0	95,3	85,3	83,9	8,9 $\pm$ 4,4
<i>Cordia trichotoma</i>	210	si	0,7	33,3	0,0	0,0	si
<i>Cyristax antisiphylitica</i>	280	43,0	5,5	98,1	94,4	94,4	1,8 $\pm$ 1,3
<i>Dalbergia miscolobium</i>	280	0,0 <sup>a</sup>	1,6	57,5	37,5	37,5	12,3 $\pm$ 5,5
<i>Dimorphandra mollis</i>	700	si	7,3	82,5	58,4	48,1	8,0 $\pm$ 3,1
<i>Dipteryx alata</i>	210	71,0	10,2	74,7	72,1	72,1	19,4 $\pm$ 4,7
<i>Eugenia dysenterica</i>	210	0,0 <sup>b</sup>	34,3	97,5	97,5	95,8	7,4 $\pm$ 2,9
<i>Eriotheca pubescens</i>	140	2,0	7,9	79,5	52,4	52,4	5,9 $\pm$ 11,8
<i>Genipa americana</i>	210	0,0 <sup>a</sup>	0,5	0,0	0,0	0,0	si
<i>Guazuma ulmifolia</i>	700	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	si
<i>Hancornia speciosa</i>	700	0,0 <sup>b</sup>	2,4	94,1	85,4	68,1	5,2 $\pm$ 2,7
<i>Handroanthus serratifolius</i>	210	si	5,7	52,3	38,6	13,6	3,4 $\pm$ 1,4
<i>Hymenaea courbaril</i>	140	si	53,2	96,7	90,7	90,7	21,7 $\pm$ 7,1
<i>Inga cylindrica</i>	210	si	30,2	78,1	40,3	30,0	16,0 $\pm$ 6,7
<i>Jacaranda mimosifolium</i>	280	86,0	16,1	44,3	5,1	2,6	5,75 $\pm$ 0,3
<i>Kielmeyera coriacea</i>	210	22,0	7,1	79,2	49,8	37,3	2,5 $\pm$ 1,6
<i>Myracrodruon urundeuva</i>	350	0,0	2,3	70,0	41,7	41,7	14,7 $\pm$ 8,7
<i>Plathymenia reticulata</i>	210	68,0	5,7	80,0	63,3	63,3	23,8 $\pm$ 13,9
<i>Qualea grandiflora</i>	210	96,0	6,2	83,0	73,9	73,9	7,9 $\pm$ 4,0
<i>Schinopsis brasiliensis</i>	700	78,0	3,3	87,0	51,0	37,8	4,5 $\pm$ 2,3
<i>Solanum lycocarpum</i>	350	63,0	1,1	6,3	6,3	0,0	si
<i>Stryphnodendron adstringens</i>	700	86,0	23,4	89,4	79,2	75,7	6,0 $\pm$ 3,2
<i>Syagrus oleracea</i>	140	si	8,6	80,6	80,6	80,6	26,2 $\pm$ 15,5
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	140	si	4,6	34,6	26,9	15,4	15,8 $\pm$ 8,9
<i>Tabebuia aurea</i>	210	99,0	34,3	76,9	65,4	64,5	3,1 $\pm$ 2,1
<i>Terminalia argentea</i>	350	20,0	4,6	69,1	57,0	57,0	8,5 $\pm$ 2,9
<i>Triplaris gardneriana</i>	280	37,0	6,3	55,4	19,4	5,3	4,3 $\pm$ 0,4

onde a disponibilidade é grande e o custo das sementes ainda é barato, tendo em vista que baixas taxas de emergência e sobrevivência de sementes são consideradas normais quando da aplicação dessa técnica (Palma e Laurance 2015). Esses autores



observaram baixas taxas quando compilaram resultados de vários experimentos ao redor do mundo e observaram em geral média de 18% de emergência. Engel e Parrotta (2001) e Campos Filho et al. (2013) consideraram a taxa de emergência de 10% como limite aceitável em experimentos usando semeadura direta. No presente estudo, das 36 espécies testadas, 4 apresentaram pelo menos 10% de taxa de emergência, enquanto, quatro apresentaram taxas acima de 20% após 120 dias do plantio, e exibiram taxas de sobrevivência >80% após primeiro ano do plantio. Diante do exposto, os resultados encontrados para *C. langsdorffii*, *E. dysenterica*, *H. courbaril* e *S. adstringens* sugerem que essas espécies podem ser indicadas e empregadas em práticas de restauração. As demais espécies, com baixas taxas de emergência e sobrevivência podem, conforme Pellizzaro et al. (2017) ser úteis para aumentar a diversidade e riqueza da comunidade em regeneração, especialmente quando a coleta de sementes e seu armazenamento não apresentam alto custo financeiro. É importante pontuar que o aumento da diversidade pode aumentar a resistência à invasão (Roberts et al. 2010), pela menor disponibilidade de nichos e maior utilização dos recursos disponíveis (Tilman 1999; Fargione et al. 2003).

*Guazuma ulmifolia* não germinou no laboratório e não foram encontradas plântulas no campo. Resultado similar foi encontrado por Pellizzaro et al. (2017) em um experimento de campo, porém em tipo de solo diferente. Sabe-se que *G. ulmifolia* apresenta dormência tegumentar com germinação variável e irregular, já que possui grande quantidade de sementes não-viáveis (Carvalho 2007), assim, resultados de nenhuma ou baixa emergência em 120 dias era esperado para esta espécie. Entretanto, espécies com dormência tegumentar e mesmo com germinação variável e irregular podem ser utilizadas em plantios de semeadura direta para aumentar a diversidade, já que os resultados serão avaliados em maior período, principalmente se considerarmos recuperação de Áreas de Preservação Permanente e de Reservas Legais, onde os produtores têm até 20 anos para a recuperação.

Silva et al. (2015) citam que testes de germinabilidade das sementes são imprescindíveis para distinguir a técnica de semeadura direta malsucedida de sementes de baixa qualidade. No entanto, como aqui também observado, Pellizzaro et al. (2017) advertem não existir relação direta entre emergência de sementes em casa de vegetação e estabelecimento de plântulas no campo. Para esses autores, algumas espécies exibem boas taxas de estabelecimento no campo e baixa emergência nos estudos controlados em laboratório e na casa de vegetação, enquanto outras mostraram altas taxas de emergência na casa de vegetação, mas baixas taxas de estabelecimento no campo. No presente estudo, oito espécies não germinaram no laboratório e sete delas foram observadas com plântulas no campo, enquanto, por outro lado, a maioria das espécies testadas tiveram boas taxas de germinação no laboratório, mas com baixas taxas de estabelecimento no campo, confirmando as observações dos autores acima citados.

A taxa média de sobrevivência para as espécies nos três anos do período do estudo foi baixa (53%), principalmente quando comparada à média de 67% encontrada por Silva et al. (2015) para seis espécies arbóreas, e de 75% encontrada por Pellizzaro et al. (2017) para 24 espécies arbustivas e arbóreas, ambos após dois anos



da instalação do experimento. Entretanto, tanto o estudo de Silva et al. (2015) como o de Pellizzaro et al. (2017) foram realizados em solos com melhores condições de fertilidade, profundidade e drenagem (Latossolos e Cambissolos). Salazar et al. (2012a, 2012b) citam que o aumento na taxa de estabelecimento e sobrevivência de plântulas de espécies arbóreas no Cerrado *sensu stricto* pode ser esperado quando ocorre: a) sombreamento entre 40–60%; b) redução do déficit hídrico e c) aumento da disponibilidade de nutrientes nas camadas superficiais do solo. No presente estudo, visando observar condições mais realistas proporcionadas pelo ambiente estudado, não foram fornecidas condições que pudessem contribuir para melhorar o desempenho das espécies no campo, exceto o acréscimo inicial de substrato comercial a base de casca de *Pinus* sp. compostada na cova.

Palma e Laurance (2015) apontam que a falta de germinação e a mortalidade de plântulas estão entre os grandes desafios nos esforços da restauração ativa. Da revisão bibliográfica realizada por estes autores o estresse hídrico é citado como uma das principais causas de mortalidade das plântulas no campo. Em experimento no bioma Cerrado, Saboya e Borghetti (2012) observaram que o déficit hídrico no solo é o fator mais importante que limita o estabelecimento de plântulas. Desta maneira, é relevante destacar que durante o período de estudo, precipitações bem abaixo da média geral do Distrito Federal (1.500 mm) foram verificadas no local, 1.039 mm no ano de 2014, 859 mm em 2015 e 972 mm em 2016, onde ainda foram verificados períodos de veranico de quase um mês. Diante disso, deve-se ressaltar que muitos indivíduos de algumas espécies toleraram essa situação e mantiveram similares taxas de sobrevivência relativamente altas (>70%) ao longo dos três anos de estudo. Neste aspecto, destacaram-se *A. edulis*, *A. fraxinifolium*, *B. virgilioides*, *C. brasiliense*, *C. langsdorffii*, *C. antisiphylitica*, *D. alata*, *E. dysenterica*, *H. courbaril*, *S. adstringens* e *S. oleracea*, sugerindo que para estas espécies o principal filtro ambiental parece acontecer durante a germinação e o estabelecimento.

Conforme apontam ainda os autores Palma e Laurance (2015), plântulas que têm maior tolerância a restrições hídricas no solo podem indicar capacidade de sobrevivência a mudanças climáticas. Em 2007, modelos climáticos já previam mudanças significativas no clima mundial, com impactos mais intensos sobre ecossistemas tropicais, incluindo os biomas Pantanal, Cerrado e Amazônia em (IPCC 2007). Para a América do Sul, a expectativa era de aumento na temperatura média entre 2 a 4 °C ao longo deste século, maior irregularidade na distribuição de chuvas, chuvas mais torrenciais e secas mais intensas e ainda aumento na frequência de queimadas. Além da seca, Pellizzaro et al. (2017) adicionam a competição com gramíneas invasoras e herbivoria por formigas, como causa da alta mortalidade de plântulas no campo, ambos fatores presentes nas áreas de estudo.

Por outro lado, foi observado crescimento lento em altura das espécies arbóreas, similarmente aos resultados obtidos por Pellizzaro et al. (2017) (10,14 cm após 1,5 anos) e Silva et al. (2015) (18,33 cm após 2 anos). É bem difundido no bioma Cerrado que as espécies das formações savânicas tendem a investir mais em sistema radicular profundo que no crescimento da parte aérea (Saboya e Borghetti 2012), e,



segundo Hoffmann et al. (2004), isso é relevante já que essa característica as torna menos susceptíveis aos déficits hídricos gerados no solo. No presente estudo, foi observado ao longo das coletas de dados no campo, que durante o período de seca, muitas plântulas perdiam suas folhas e estagnavam seu desenvolvimento. Para Tambelini e Perez (2007) a perda de folhas associada ao aumento da matéria seca de raiz pode ser um mecanismo adaptativo que assegura a sobrevivência das plântulas em períodos secos. O crescimento lento das plantas lenhosas dos ambientes savânicos é considerado um dos maiores gargalos na restauração no bioma Cerrado.

Considerando que estudos sobre sobrevivência e crescimento das espécies nativas via semeadura direta nas savanas brasileiras ainda são escassos, o presente estudo acrescenta informações para essa técnica com 36 espécies arbóreas nativas do bioma Cerrado com relação a emergência, sobrevivência e crescimento no campo em solo do tipo Neossolo Regolítico ao longo de três anos. Nas condições de solo pobre, raso e bem drenado de encosta presente na área de estudo, as espécies que se sobressaíram foram *C. langsdorffii*, *E. dysenterica*, *H. courbaril* e *S. adstringens*, que assim podem ser indicadas em práticas de recomposição de ambientes em condições similares. Tendo em vista o típico crescimento lento em altura dos indivíduos das espécies do bioma Cerrado estudadas no presente trabalho, é importante também considerar, na recuperação de áreas similares, o plantio de outras formas de vida (herbáceas e arbustivas) de espécies nativas, talvez até em densidades mais elevadas, para ocupar mais rapidamente o solo e assim buscar competir com as gramíneas exóticas.

## Agradecimentos

Os autores expressam o seu agradecimento ao Projeto Biomas – Componente Cerrado, ao Programa de Iniciação Científica PIBIC – UnB, e aos revisores anônimos que, com os seus comentários, permitiram melhorar consideravelmente este artigo.

## Referências

- Aires SS, Sato MN, Miranda HS (2014) Seed characterization and direct sowing of native grass species as a management tool. *Grass and Forage Science* 69(3): 470–478. <https://doi.org/10.1111/gfs.12077>
- Bocchese RA, Oliveira AD, Favero S, Garnés SDS, Laura VA (2008) Chuva de sementes e estabelecimento de plântulas a partir da utilização de árvores isoladas e poleiros artificiais por aves dispersoras de sementes, em área de Cerrado, Mato Grosso do Sul, Brasil. *Revista Brasileira de Ornitologia* 16: 207–213.
- Bond WJ, Parr CL (2010) Beyond the forest edge: Ecology, diversity and conservation of the grassy biomes. *Biological Conservation* 143(10): 2395–2404. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.12.012>
- Cabin RJ, Weller SG, Lorencem DH, Cordell S, Hadway LJ, Montgomery R, Goo D, Urakami A (2002) Effects of light, alien grass, and native species additions on Hawaiian dry for-



- est restoration. *Ecological Applications* 12: 1595–1610. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2002\)012\[1595:EOLAGA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2002)012[1595:EOLAGA]2.0.CO;2)
- Campos-Filho EM, Costa JNMN, Sousa OL, Junqueira RGP (2013) Mechanized direct-seeding of native forests in Xingu, Central Brazil. *Journal of Sustainable Forestry* 32(7): 702–727. <https://doi.org/10.1080/10549811.2013.817341>
- Carvalho PER (2007) Mutamba – *Guazuma ulmifolia*. Embrapa Florestas, Circular Técnica, Colombo, 141 pp.
- Cava MGB, Isernhagen I, Mendonça AH, Durigan G (2016) Comparação de técnicas para restauração de vegetação lenhosa de Cerrado em pastagens abandonadas. *Hoehnea* 43(2): 301–315. <https://doi.org/10.1590/2236-8906-18/2016>
- Durigan G (2003) Bases e Diretrizes para a restauração da vegetação de Cerrado. In: Kageyama PY, Oliveira RE, Moraes LFD, Engel VL, Gandara FB (Org) *Restauração Ecológica de Ecossistemas Naturais*. FEPAF, Botucatu, 187–201.
- Durigan G (2013) Reflexões sobre a restauração ecológica em regiões do Cerrado. In: Barbosa LM (Coord) *Políticas Públicas para a Restauração Ecológica e Conservação da Biodiversidade*. Instituto de Botânica, SMA, São Paulo, 33–37.
- Durigan G, Siqueira FM, Daher GA, Franco C (2007) Threats to the cerrado remnants. *Scientia Agrícola* 64(4): 355–363. <https://doi.org/10.1590/S0103-90162007000400006>
- Durigan G, Melo ACG, Max JCM, Vilas Boas O, Contieri WA, Ramos VS (2011) *Manual para Recuperação da Vegetação de Cerrado*. Terceira Edição. SMA, São Paulo, 19 pp.
- Engel VL, Parrotta JA (2001) An avaluation of direct seeding for reforestation of degraded lands in central São Paulo state, Brasil. *Forest Ecology and Management* 152(1–3): 169–181. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00600-9](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00600-9)
- Fargione J, Brown CS, Tilman D (2003) Community assembly and invasion: An experimental test of neutral versus niche processes. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 100(15): 8916–8920. <https://doi.org/10.1073/pnas.1033107100>
- Flora do Brasil (2020 em construção) Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/> [Acesso em 02/05/2018]
- Hoffmann WA, Lucatelli VMPC, Silva FJ, Azevedo INC, Marinho MS, Albuberque AMS, Lopes AO, Moreira SP (2004) Impact of the invasive alien grass *Melinis minutiflora* at the savanna-forest ecotone in the Brazilian Cerrado. *Diversity & Distributions* 10(2): 99–103. <https://doi.org/10.1111/j.1366-9516.2004.00063.x>
- Honda EA, Durigan G (2016) Woody encroachment and its consequences on hydrological processes in the savannah. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences* 371(1703): 20150313. <https://doi.org/10.1098/rstb.2015.0313>
- INMET – Instituto Nacional de Meteorologia (2018) Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=clima/graficosClimaticos/> [Acesso em 10/02/ 2018]
- IPCC (2007) *Climate Change 2007: Synthesis Report*. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report (AR4) of the Intergovernmental Panel on Climate Change. In: Pachauri RK, Reisinger A (Eds) *Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)*. Geneva, Switzerland, 104 pp.



- Knight AJP, Beale PE, Dalton GS (1998) Direct seeding of native trees and shrubs in low rainfall areas and on non-wetting sands in South Australia. *Agroforestry Systems* 39(3): 225–239. <https://doi.org/10.1023/A:1005901111273>
- Martins CC, Machado AG, Nakagawa J (2008) Temperatura e substrato para o teste de germinação de sementes de barbatimão *Stryphnodendron adstringens* (Mart.) Coville (Leguminosae). *Revista Árvore* 32: 633–639. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622008000400004>
- Mendonça RC, Felfili JM, Walter BMT, Silva Júnior MC, Rezende AV, Filgueiras TS, Nogueira PE, Fagg CW (2008) Flora vascular do bioma cerrado: checklist com 12.356 espécies. In: Sano SM, Almeida SP, Ribeiro JF (Eds) *Cerrado: Ecologia e Flora*. Embrapa Cerrados, Brasília, 421–1279.
- Ministério do Meio Ambiente (MMA) (2015) Mapeamento do Uso e Cobertura Vegetal do Cerrado: Projeto TerraClass Cerrado. MMA, Ministério do Meio Ambiente, Brasília, Brazil, 67 pp.
- Oliveira MC, Ogata RS, Andrade GA, Santos DS, Souza RM, Guimarães TG, Silva Júnior MC, Pereira DJS, Ribeiro JF (2016) Manual de Viveiro e Produção de Mudas: Espécies Arbóreas Nativas do Cerrado. Editora Rede de Sementes do Cerrado, Brasília, 124 pp.
- Overbeck GE, Hermann JM, Andrade BO, Boldrini II, Müller SC, Nabinger C, Pilger GE, Trindade JPP, Vélez-Martin E, Walker EA, Zimmermann DG, Pillar VD (2013) Restoration ecology in Brazil – time to step out of the forest. *Natureza & Conservação* 11(1): 92–95. <https://doi.org/10.4322/natcon.2013.015>
- Palma AC, Laurance SGW (2015) A review of the use of direct seeding and seedling plantings in restoration: What do we know and where should we go? *Applied Vegetation Science* 18(4): 561–568. <https://doi.org/10.1111/avsc.12173>
- Parr CL, Lehmann CER, Bond WJ, Hoffmann WA, Andersen AN (2014) Tropical grassy biomes: Misunderstood, neglected, and under threat. *Trends in Ecology & Evolution* 29(4): 205–213. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2014.02.004>
- Pellizzaro KF, Cordeiro AOO, Alves M, Motta CP, Rezende GM, Silva RRP, Ribeiro JF, Sampaio AB, Vieira DLM, Schimdt IB (2017) “Cerrado” restoration by direct seeding: Field establishment and initial growth of 75 trees, shrubs and grass species. *Brazilian Journal of Botany* 40(3): 681–693. <https://doi.org/10.1007/s40415-017-0371-6>
- Pilon NAL, Durigan G (2013) Critérios para indicação de espécies prioritárias para a restauração da vegetação do Cerrado. *Scientia Forestalis* 41: 389–399.
- Pivello VR, Shida CN, Meirelles ST (1999) Alien grasses in Brazilian savannas: A threat to the biodiversity. *Biodiversity and Conservation* 8(9): 1281–1294. <https://doi.org/10.1023/A:1008933305857>
- Riginos C (2009) Grass competition suppresses savanna tree growth across multiple demography stages. *Ecology* 90(2): 335–340. <https://doi.org/10.1890/08-0462.1>
- Roberts RE, Clark DL, Wilson MV (2010) Traits, neighbors, and species performance in prairie restoration. *Applied Vegetation Science* 13: 270–279. <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2009.01073.x>



- Saboya P, Borghetti F (2012) Germination, initial growth, and biomass allocation in three native Cerrado species. *Brazilian Journal of Botany* 35(2): 129–135. <https://doi.org/10.1590/S1806-99592012000200002>
- Salazar A, Goldstein G, Franco AC, Miralles-Wilhelm F (2012a) Differential seedling establishment of wood plants along a tree density gradient in Neotropical savannas. *Journal of Ecology* 100(6): 1411–1421. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2012.02028.x>
- Salazar A, Goldstein G, Franco AC, Miralles-Wilhelm F (2012b) Seed limitation of woody plants in neotropical savannas. *Plant Ecology* 213(2): 273–287. <https://doi.org/10.1007/s11258-011-9973-4>
- Sankaran M, Ratnam J, Hanan N (2008) Wood cover in African savannas: The role of resources, fire and herbivory. *Global Ecology and Biogeography* 17(2): 236–245. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2007.00360.x>
- Scholes RJ, Archer SR (1997) Tree-grass interactions in Savannas. *Annual Review of Ecology and Systematics* 28(1): 517–544. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.28.1.517>
- Silva RRP, Oliveira DR, Rocha GPE, Vieira DLM (2015) Direct seeding of Brazilian savanna trees: Effects of plant cover and fertilization on seedling establishment and growth. *Restoration Ecology* 23(4): 393–401. <https://doi.org/10.1111/rec.12213>
- Tambelini M, Perez SCJGA (2007) Produção de mudas de três espécies de cerrado sob diferentes intensidades luminosas. *Revista Brasileira de Biociências* 5: 879–881.
- Tilman D (1999) The ecological consequences of changes in biodiversity: A search for general principles. *Ecology* 80: 1455–1474. <https://doi.org/10.2307/176540>
- Veldman JW, Buisson E, Durigan G, Fernandes GW, Le Stradic S, Mahy G, Negreiros D, Overbeck GE, Veldman RG, Zaloumis NP, Putz FE, Bond WJ (2015) Toward an old-growth concept for grasslands, savannas, and woodlands. *Frontiers in Ecology and the Environment* 13(3): 154–162. <https://doi.org/10.1890/140270>